



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
CENTRO DE CIÊNCIAS MATEMÁTICAS E DA NATUREZA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA**

**AVALIAÇÃO SAZONAL DOS TEORES DE METAIS PESADOS E DA  
ECOTOXICIDADE ASSOCIADA À DISPOSIÇÃO TERRESTRE DE  
SEDIMENTOS DRAGADOS DOS PORTOS DO RIO DE JANEIRO E  
DE NITERÓI (RJ)**

**Danielle Martins de Siqueira**

**Trabalho Final de Curso  
(Bacharelado em Geologia)**

**UFRJ  
Rio de Janeiro  
2017**



UFRJ

**Danielle Martins de Siqueira**

**AVALIAÇÃO SAZONAL DOS TEORES DE METAIS PESADOS E DA  
ECOTOXICIDADE ASSOCIADA À DISPOSIÇÃO TERRESTRE DE SEDIMENTOS  
DRAGADOS DOS PORTOS DO RIO DE JANEIRO E DE NITERÓI (RJ)**

Trabalho Final de Curso de Graduação em  
Geologia do Instituto de Geociências,  
Universidade Federal do Rio de Janeiro –  
UFRJ, apresentado como requisito  
necessário para obtenção do grau de  
Geólogo.

Orientadores:

Dsc. Ricardo Gonçalves Cesar  
Dsc. Helena Polivanov

Rio de Janeiro

Julho 2017

Siqueira, Danielle Martins de

Avaliação sazonal dos teores de metais pesados e da ecotoxicidade associada à disposição terrestre de sedimentos dragados dos portos do Rio de Janeiro e de Niterói (RJ) / Danielle Martins de Siqueira - - Rio de Janeiro: UFRJ / IGeo, 2017.

Trabalho Final de Curso (Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, 2017.

Orientadores: Helena Polivanov, Ricardo Gonçalves Cesar.

1. Geologia. 2. Geologia ambiental – Trabalho de Conclusão de Curso. I. Ricardo, Gonçalves Cesar; Helena, Polivanov. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia. III. Título.

Danielle Martins de Siqueira

AVALIAÇÃO SAZONAL DOS TEORES DE METAIS PESADOS E DA  
ECOTOXICIDADE ASSOCIADA À DISPOSIÇÃO TERRESTRE DE SEDIMENTOS  
DRAGADOS DOS PORTOS DO RIO DE JANEIRO E DE NITERÓI (RJ)

Trabalho Final de Curso de Graduação em  
Geologia do Instituto de Geociências,  
Universidade Federal do Rio de Janeiro –  
UFRJ, apresentado como requisito  
necessário para obtenção do grau de  
Geólogo.

Orientadores:

Ricardo Gonçalves Cesar  
Helena Polivanov

Aprovada em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

Por:

---

Orientador: Ricardo Gonçalves Cesar (UFRJ)

---

Orientadora: Helena Polivanov (UFRJ)

---

Prof.: Emilio Velloso Barroso (UFRJ)

*“Seja humilde, pois até o sol com toda a sua grandeza se põe e deixa a lua brilhar.”*

(Bob Marley)

## **Agradecimentos**

- ✓ Aos meus pais e ao meu irmão por todo incentivo e que não mediram esforços para que eu chegasse até essa etapa da minha vida.
- ✓ Aos meus orientadores Ricardo Gonçalves Cesar e Helena Polivanov por terem sido essenciais na minha formação acadêmica, por toda paciência, ensinamentos e dedicação a minha monografia.
- ✓ Ao CNPq pela bolsa de iniciação científica.
- ✓ Aos colegas da Eng. Civil da PUC-Rio e à coordenação de Análises Minerais (COAM) do CETEM, pelo suporte no trabalho de campo e pelas análises.
- ✓ Aos meus grandes amigos da graduação que sempre estavam dispostos a me ajudar tanto em sala como nos trabalhos de campo.
- ✓ Ao professor Emilio Velloso Barroso por toda dedicação aos seus alunos e por aceitar participar deste momento tão importante.
- ✓ Agradeço ao meu grande companheiro Filipe Oliveira por ter estado sempre ao meu lado ao longo dessa trajetória, me dando suporte e me apoiando em todos os momentos.

## Resumo

MARTINS DE SIQUEIRA, DANIELLE. Disposição terrestre de sedimentos dragados das Baías de Sepetiba e Guanabara (RJ): Análise ecotoxicológica e teores de metais pesados. 2017. Trabalho Final de Curso (Geologia) – Departamento de Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Ambientes costeiros do estado do RJ têm sofrido com o despejo de rejeitos industriais e domésticos. Neste sentido, a dragagem dos sedimentos de fundo se torna fundamental à saúde desses ecossistemas. Este trabalho visa avaliar os teores de metais pesados e a ecotoxicidade associada à disposição de sedimentos dragados oriundos dos portos do Rio de Janeiro (PR) e de Niterói (PN) (RJ) (no inverno e no verão), com base em bioensaios agudos com *Eisenia andrei*. Para tanto, os sedimentos foram misturados com um Latossolo em doses variando de 0 a 30%. Foram realizadas análise granulométrica, de pH, condutividade elétrica, carbono orgânico total e concentração total de Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Hg e As nos sedimentos. O bioensaio foi baseado em protocolo padrão (ASTM e ISO). Os sedimentos estudados oferecem risco à saúde dos oligoquetos edáficos em cenário de disposição terrestre. Os sedimentos do PN foram ligeiramente mais tóxicos do que os materiais dragados do PR, para uma mesma estação do ano. Por outro lado, as concentrações de metais no PR são até três vezes maiores do que no PN no inverno. Os sedimentos de inverno foram mais tóxicos do que os de verão, em ambos os portos, em concordância com o aumento das concentrações de metais no inverno. Os organismos expostos a baixas dosagens de sedimento de verão do PR incrementaram sua biomassa corporal, sugerindo que talvez os mesmos possam ter reconhecido a matéria orgânica oriunda do esgoto como fonte de comida.

Palavras-chave: Dragagem; Bioensaios; Metais.

## Abstract

MARTINS DE SIQUEIRA, DANIELLE. Seasonal evaluation of heavy metals concentrations and ecotoxicity associated with terrestrial disposal of dredged sediments from Rio de Janeiro and Niterói ports (RJ). 2017. Trabalho Final de Curso (Geologia) – Departamento de Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Costal environments from RJ State have been impacted with the discharge of industrial and domestic wastes. In this respect, the dredging of the bottom sediments has become a very important action for improving the health of the ecosystems. This work aims to evaluate the contents of heavy metals and the ecotoxicity associated with disposal of dredged sediments from Rio de Janeiro (PR) and Niterói ports (PN) (RJ) (in the winter and summer seasons), based on acute bioassays with *Eisenia andrei*. The sediments were mixed with a Ferralsol in doses varying between 0 and 30%. In the sediments, texture, pH, electric conductivity, total organic carbon and total concentrations of Zn, Cu, Pb, Ni, Cu, Cd, Hg and As were determined. The bioassay was performed according to standard protocols (ASMT and ISO). The results suggest that the sediments are dangerous to the earthworms. The sediments from PN are slightly more toxic than the one from PR, for the same season. On the other hand, metal concentrations in the PR are three times higher compared to PN in the winter. The winter sediments were more toxic than the ones collected in the summer, in both ports, in agreement with the increase of metal concentrations in the winter. The organisms exposed to low doses of summer sediment from PR increased their biomass, suggesting that perhaps the animals were able to recognize the organic matter from domestic wastes as a potential source of food.

Key-Words: Dredging; Bioassays; Metals.



## Lista de figuras

<b>Figura 1</b> Posição geográfica dos Portos do Rio de Janeiro (PR) e de Niterói (PN) (RJ) .....	5
<b>Figura 2</b> Perfil do Latossolo coletado em Duque de Caxias (RJ).....	5
<b>Figura 3</b> Determinação do pH dos sedimentos dragados.....	6
<b>Figura 4</b> Visão panorâmica do ensaio de determinação da capacidade de retenção de água.....	10
<b>Figura 5</b> Cultura de oligoquetas edáficos no LECOTOX (A); aspecto de indivíduo adulto de <i>Eisenia andrei</i> (B); lavagem dos oligoquetas (C); e secagem dos organismos (D).....	11
<b>Figura 6</b> Pesagem dos oligoquetas (A); inserção dos organismos no solo (B); e visão panorâmica do teste ecotoxicológico em bancada (C).....	12
<b>Figura 7</b> Sobrevivência e variações da biomassa de oligoquetas edáficos ( <i>Eisenia andrei</i> ) quando expostos a misturas de diferentes proporções de sedimento dragado do Porto do Rio de Janeiro (RJ) e Latossolo. * = biomassa significativamente diferente do branco (0%). + = sobrevivência significativamente diferente do branco (%) ( $p < 0,05$ ).....	20
<b>Figura 8</b> Sobrevivência e variações da biomassa de oligoquetas edáficos ( <i>Eisenia andrei</i> ) quando expostos a misturas de diferentes proporções de sedimento dragado do Porto de Niterói (RJ) e Latossolo. * = biomassa significativamente diferente do branco (0%). + = sobrevivência significativamente diferente do branco (%) ( $p < 0,05$ ).....	22

## Lista de tabelas

<b>Tabela 1</b> Classes de Índice de Geoacumulação de Metais (IGEO) em sedimento...	8
<b>Tabela 2</b> Determinação do pH, da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), carbono orgânico total (COT, em %), ferro (Fe, em %) e alumínio (Al, em %) em sedimentos dragados dos Portos do Rio de Janeiro e Niterói (RJ), incluindo a razão entre o inverno (I) e no verão (V).....	15
<b>Tabela 3</b> Determinação das concentrações totais (mg/kg) de arsênio e metais pesados em sedimentos dragados dos Portos do Rio de Janeiro (PR) e Niterói (PN) (RJ), incluindo a razão das concentrações no inverno (I) e no verão (V), as razões entre as áreas estudadas (PR/PN) e a comparação com a legislação Brasileira (CONAMA 420/2009) para disposição de materiais dragados em solo. * = acima do valor de prevenção estipulado por CONAMA 420/2009.....	17
<b>Tabela 4</b> Classes de índices de geoacumulação (IGEO), fatores de enriquecimento de metais (FE) e concentração letal a 50% de indivíduos de <i>Eisenia andrei</i> (CL50) expostos a uma mistura de latossolo com sedimentos dragados de verão ou inverno dos Portos do Rio de Janeiro e Niterói (RJ). Os valores tóxicos (CL50) são expressos em percentagem de sedimento adicionado ao solo.....	18

## Sumário

Agradecimentos .....	vi
Resumo .....	viii
<i>Abstract</i> .....	ix
Lista de figuras .....	x
Lista de tabelas .....	xi
1 Introdução.....	1
1.1 A importância dos estudos ecotoxicológicos .....	1
1.2 Metais pesados: Aspectos ambientais.....	2
1.3 Disposição de sedimentos de dragagem.....	3
2 Objetivo.....	3
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3 Materiais e métodos.....	4
3.1 Amostragem.....	4
3.2 Caracterização física e química.....	6
3.3 Determinação de metais pesados.....	6
3.4 Avaliação do grau de contaminação.....	7
3.4.1 Comparação com os valores do CONAMA 420.....	7
3.4.2 Índice de Geoacumulação (IGEO).....	7
3.4.3 Fatores de Enriquecimento (FE) de Metais.....	9
3.5 Teste ecotoxicológico agudo com <i>Eisenia andrei</i> .....	9
3.5.1 Determinação da capacidade de retenção de água (CRA).....	9
3.5.2 Bioensaio com oligoquetas edáficos ( <i>Eisenia andrei</i> ).....	10
4. Resultados e discussão.....	12
4.1 Caracterização dos sedimentos dragados.....	12
4.2 Determinação de metais pesados.....	15
4.2.1 Índice de Geoacumulação (IGEO) e Fator de Enriquecimento (FE).....	17
4.3 Teste ecotoxicológico agudo com <i>Eisenia andrei</i> .....	18
5. Conclusão.....	22
6. Referências bibliográficas.....	23

## 1 Introdução

### 1.1 IMPORTÂNCIA DOS ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS

A ecotoxicologia é a ciência que trata do estudo dos efeitos adversos provocados pela ação de xenobiontes aos organismos vivos (Azevedo & Chasin 2004). Com isso, tem por finalidade, por meio de testes com organismos, a avaliação desses efeitos nocivos, que são retratados através de efeitos letais, e outros como: modificação morfológica, comportamental, fisiológica, citogenética e na fertilidade dos mesmos (Neuhauser et al. 1995).

Os resultados das análises químicas, em geral, não retratam os impactos gerados por estes contaminantes sobre os seres vivos. Muitas vezes os sistemas biológicos já reagem a concentrações de substâncias bem abaixo dos limites de detecção por métodos da análise química, sendo então necessária a utilização de métodos biológicos de medição como, por exemplo, os bioensaios, os quais, mostram-se como uma ferramenta muito eficiente na avaliação do potencial tóxico dessas substâncias (Azevedo & Chasin 2004).

Os testes ecotoxicológicos são utilizados para avaliar de maneira sistemática os efeitos tóxicos de contaminantes em ecossistemas aquáticos e terrestres, os quais se baseiam na análise dos efeitos provocados aos organismos expostos a esses contaminantes em experimentos realizados em laboratório (Lanno et al. 2003). Os testes ecotoxicológicos mais utilizados são: testes agudos e crônicos.

Os testes agudos detectam os efeitos imediatos, em geral irreparáveis nos organismos em curto prazo de exposição (tendo em vista o ciclo de vida do organismo), enquanto que os testes crônicos alcançam danos que se mostram após um tempo maior de exposição com os contaminantes.

Os organismos-teste utilizados seguem o seguinte critério: organismos de fácil manuseio em laboratório, de grande relevância ecológica e bem como a sua ampla ocorrência em diferentes ecossistemas. Os organismos-teste terrestres mais utilizados são: Minhocas (*Eisenia andrei*), Enquitreídeos (*Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus crypticus*), Colêmbolos (*Folsomia candida*) e Ácaros (*H. aculeifer*). Os testes ecotoxicológicos padronizados em relação a *Eisenia andrei* são os testes agudos, de bioacumulação, de fuga e de reprodução, através das normas ISO.

## 1.2 METAIS PESADOS: ASPECTOS AMBIENTAIS

Os metais pesados são elementos amplamente conhecidos por sua elevada toxicidade e capacidade de provocar sérios danos à saúde humana e ao ecossistema. Fontes antropogênicas de contaminação estão, usualmente, relacionadas à gestão inadequada de rejeitos domésticos, de indústrias químicas metalúrgicas de mineração e aplicação agroquímicos (Gimeno-Garcia et al., 1996, Castilhos et al., 1998, Zaso et al., 2008). De forma análoga, o intemperismo de rochas contendo fases minerais metálicas (em geral, sulfetadas, típico de áreas que sofreram fenômeno de hidrotermalismo) e as erupções vulcânicas também representam fontes potenciais de contaminação (Matschullat, 2000; Reimann & Garret 2005).

A concentração geodisponível de metais em solos e sedimentos está atrelada à quantidade total do elemento no meio abiótico e, portanto, associa-se diretamente à ocorrência de anomalias (ou não) de metais na litogeoquímica regional, no caso de ocorrências naturais. A concentração biodisponível de metais, por outro lado, está relacionada à parte da fração geodisponível que é de fato incorporada pela biota. A fração bioacessível diz respeito à parte da fração geodisponível que é de fato assimilada pelo metabolismo (Cesar et al. 2015).

A manifestação dos efeitos tóxicos nos organismos-testes está diretamente associada à noção de bioacessibilidade. Contudo, a determinação da fração bioacessível é extremamente complexa, e depende do entendimento da biologia e aspectos clínicos dos diferentes organismos que compreendem a diversidade do ecossistema. Via de regra e em termos operacionais, as frações geodisponível e biodisponível são mais frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais (Cesar et al. 2015).

O comportamento geoquímico e a distribuição espaço-temporal de metais pesados em solos dependem diretamente das propriedades do substrato pedológico, tais como textura, pH, Eh, condutividade elétrica, mineralogia das argilas, matéria orgânica, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, salinidade, dentre outras (Hylander et al. 2000, Chelinho et al. 2011, Cesar et al. 2012). A compreensão desses processos é fundamental à determinação da mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade de contaminantes no ambiente e, portanto, fornece subsídios importantes à recuperação e tratamento de áreas contaminadas.

### 1.3 DISPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS DE DRAGAGEM

Ao longo das últimas décadas, os sistemas costeiros do Estado do RJ sofrem com a contaminação por esgoto doméstico e efluentes industriais. A recuperação destes ecossistemas depende da dragagem do lixo e dos sedimentos contaminados de fundo, e visa inclusive aumentar a circulação de águas e otimizar a navegabilidade dos portos. A dragagem do Porto do Rio de Janeiro, para as Olimpíadas 2016, custou cerca de 400 milhões de reais. A dragagem do Canal do Fundão custou 280 milhões de reais, e foram dragados, comparativamente, o equivalente a dois estádios e meio do Maracanã de sedimentos e lixo (Cesar et al. 2015). Portanto, tratam-se de empreendimentos extremamente caros, e que geram um volume muito grande de resíduos contaminados, os quais devem receber uma destinação final adequada e ambientalmente sustentável.

A legislação brasileira que rege a disposição de sedimentos de dragagem em ambientes aquáticos (CONAMA 454/2012) e em solo (CONAMA 420/2009) está baseada em padrões gerados para o hemisfério norte (legislações canadense e holandesa, para disposição em água e em solo, respectivamente). Esses valores orientadores não representam as características dos solos e ecossistemas tropicais brasileiros, mas atualmente baseiam a gestão dos custos das dragagens no Brasil. Neste sentido, é urgente a geração de valores que representem os principais atributos da geologia, pedologia, climatologia, hidrografia e biomas brasileiros.

## 2. Objetivo

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a ecotoxicidade aguda associada à disposição terrestre de sedimentos de dragagem oriundos dos Portos do Rio de Janeiro (RJ) e de Niterói (RJ), com base em bioensaios agudos com oligoquetas edáficos (*Eisenia andrei*).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Efetuar a caracterização mineralógica dos sedimentos dragados e do solo utilizado para simulação da disposição terrestre;
- Determinar as concentrações de metais pesados e estimar seus índices de geoacumulação de metais (IGEO) nos sedimentos de dragagem;
- Executar testes ecotoxicológicos agudos com oligoquetas edáficos (*Eisenia andrei*) em misturas de diferentes proporções de solo e sedimento;

- Determinar as concentrações de metais em oligoquetas sobreviventes dos testes.

As principais hipóteses do trabalho são:

- (i) Existe risco ecológico à saúde da fauna edáfica associado à disposição terrestre de materiais dragados dos portos do Rio de Janeiro (RJ) e Niterói (RJ);
- (ii) Os oligoquetas edáficos são capazes de reconhecer a matéria orgânica do esgoto doméstico como fonte potencial de alimento;
- (iii) Os sedimentos dragados de inverno são mais tóxicos do que os de verão.

### **3. Materiais e métodos**

#### **3.1 AMOSTRAGEM**

Os sedimentos de dragagem foram coletados em 12 pontos ao longo dos Portos do Rio de Janeiro e de Niterói (Figura 1), com auxílio de uma draga do tipo Van Veen. Posteriormente, as 12 amostras de cada porto foram misturadas entre si de forma a gerar uma única amostra composta para cada porto, capaz de refletir espacialmente as características do porto estudado. O sedimento foi seco a temperatura ambiente em laboratório, e posteriormente moído com um moinho de barras.

Para simular a disposição terrestre dos sedimentos dragados, uma amostra de horizonte B de um Latossolo, oriundo do Município de Duque de Caxias (RJ. 22° 41' 34.2"S, 43° 17' 14.5"W), foi coletada (Figura 2). A escolha pelo Latossolo se deve ao fato de que esta é a classe pedológica mais amplamente distribuída no Brasil. A seleção do horizonte B foi baseada na simulação de um cenário em que o material dragado pudesse ser utilizado como um regenerador de áreas degradadas, em que eventualmente o horizonte A tenha sido removido.

Cesar et al. (2012) e Alamino (2007) caracterizaram uma amostra de Latossolo oriunda da mesma localidade estudada neste trabalho. De acordo com estes autores, o Latossolo desta área é de textura majoritariamente argilosa, com mineralogia predominantemente caulinítica (79%), e conta também com a presença abundante de goethita e gibbsita. Além disso, é um solo ácido (pH em água = 4,2), de baixa fertilidade e amplamente utilizado em áreas de agricultura no Brasil.

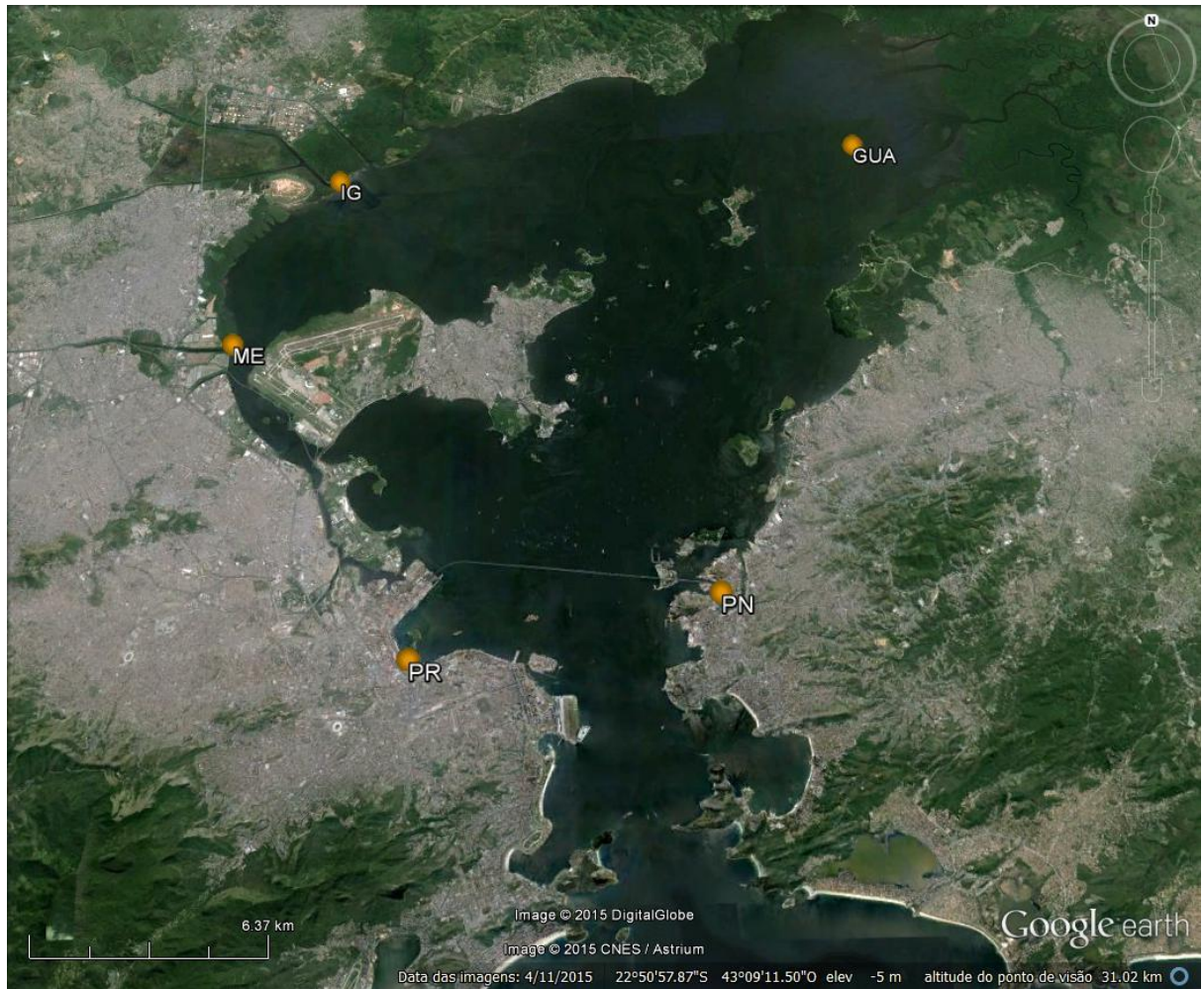


Figura 1 – Posição geográfica dos Portos do Rio de Janeiro (PR) e de Niterói (PN) (RJ).



Figura 2 – Perfil do Latossolo coletado em Duque de Caxias (RJ).



### 3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA

As análises granulométricas dos sedimentos de dragagem e do Latossolo foram realizadas através da junção de dois processos: o peneiramento e a sedimentação, para as frações menores que 0,075 mm, segundo a norma ABNT (1984).

Os estudos do pH foram realizados com o objetivo de determinar a acidez ou alcalinidade das misturas e dos sedimentos de dragagem. Os dados foram determinados por meio de eletrodo combinado imerso em uma suspensão solo:líquido na proporção 1:2,5 em água destilada e, para KCl (0,1M), conforme EMBRAPA (1997) (Figura 3), com pHmetro da marca DIGIMED.



Figura 3 – Determinação do pH dos sedimentos dragados

Para a determinação da condutividade elétrica dos sedimentos dragados, foram pesados 50g de material para 50mL de água destilada. Esta mistura foi submetida a um agitador magnético 300rpm por 2 horas. Após esta etapa, a solução obtida foi filtrada com o emprego de uma bomba a vácuo, para leitura em condutivímetro.

A análise de carbono orgânico total (COT) foi realizada com o emprego do equipamento LECO-SNS. A amostra descarbonatada (com o emprego de HCl) é inserida no equipamento e submetida a uma temperatura de 880°C e, por diferença de peso, estima-se a concentração de COT.

### 3.3 DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS

A quantificação dos teores totais de zinco (Zn), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd) e cromo (Cr) em solo foi efetuada com base na solubilização de 1g de amostra, em béquer de platina, utilizando 40mL de solução composta de ácido fluorídrico (HF), ácido clorídrico (HCl) e ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>), na proporção de

2:1:1. A solução obtida foi então aquecida até secar em chapa a 120 °C, sendo retomada com ácido nítrico 5% (HNO<sub>3</sub>) para medição em Espectrometria de Emissão com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). A determinação do mercúrio total (Hg) foi realizada com o emprego do equipamento LUMEX, cujo método está baseado na queima (pirólise) da amostra.

### 3.4 AVALIAÇÃO DO GRAU DE CONTAMINAÇÃO

A avaliação da contaminação dos sedimentos foi realizada através: (i) da comparação com os valores orientadores estabelecidos pela Resolução 420 do CONAMA (2009) e (ii) do cálculo dos Índices de Geoacumulação (Müller, 1979).

#### 3.4.1 Comparação com os valores do CONAMA 420

A Resolução CONAMA 420 é o documento legal que estipula os critérios de qualidade para disposição terrestre (isto é, em solo) de sedimentos dragados e tem como referência os valores previstos na legislação holandesa para qualidade de solos. A resolução estabelece as concentrações de contaminantes a partir dos quais espera-se risco significativo aos receptores ecológicos do solo (valor de prevenção) e à saúde humana (valores de intervenção).

#### 3.4.2 Índice de Geoacumulação

O índice de Geoacumulação (IGEO) foi utilizado para avaliar o grau de poluição de metais nos sedimentos de dragagem. O IGEO, descrito por Müller (1979), é explicitado na seguinte equação:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 \times B_n} \quad \text{Equação I}$$

onde:  $C_n$  = concentração do metal  $n$  na fração fina do sedimento;  $B_n$  = valor do background para o metal  $n$ .

A concentração de *background* deve retratar as especificidades da geoquímica regional. Na ausência desses dados, o valor do folhelho médio (descritos em Turekian e Wedepohl, 1961) podem ser alternativamente utilizados (Müller, 1979). A escolha pelo folhelho se deve ao fato de que se trata de uma rocha sedimentar de

textura fina e com alto teor de matéria orgânica, posto isso, são características que favorecem a retenção de metais.

Os valores de *background* foram obtidos na base de testemunhos sedimentares da APA de Guapimirim (datados de 1872 por Monteiro, 2008), com exceção do Cr e Hg, para os quais foram utilizados os valores do folhelho médio (Turekian e Wedepohl, 1961): As = 13 mg/kg; Cd = 0,01 mg/kg; Zn = 70,2 mg/kg; Cu = 2,7 mg/kg; Pb = 14,9 mg/kg; Ni = 8,3 mg/kg; Cr = 90 mg/kg; Hg = 0,04 mg/kg. Vale destacar que um fator de 1,5 é inserido na Equação quando se utiliza os valores de *background* do folhelho médio. O IGEO permite a categorização do sedimento em 7 classes (de 0 a 6), em que a Classe 0 indicada ausência de poluição (Müller, 1979) (Tabela 1).

A partir do valor obtido com o IGEO, são definidas sete classes de geoacumulação (variando de zero a seis), que descrevem a intensidade da poluição em relação ao *background* ou folhelho padrão, onde a classe 6 reflete um enriquecimento de mais de 100 vezes. Esta metodologia de avaliação vem sendo utilizada por vários outros autores (Rodrigues-Filho, 1995; Guerra, 2000; Moreira & Boaventura, 2003) e, por conta disso, os dados obtidos foram um bom parâmetro de comparação.

Tabela 1 – Classes de Índice de Geoacumulação de Metais (IGEO) em sedimento.

Classe I <sub>geo</sub>	Valor do I <sub>geo</sub>	Nível de Poluição
0	$I_{geo} \leq 0$	Praticamente não poluído
1	$0 < I_{geo} < 1$	Pouco a Moderadamente poluído
2	$1 < I_{geo} < 2$	Moderadamente poluído
3	$2 < I_{geo} < 3$	Moderadamente a Fortemente poluído
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fortemente poluído
5	$4 < I_{geo} < 5$	Fortemente a Extremamente poluído
6	$5 < I_{geo}$	Extremamente poluído

### 3.4.3 Fatores de Enriquecimento (FE) de Metais

O FE é utilizado para avaliar o grau de contaminação associado ao *input* antropogênico de metais nos sedimentos. A identificação de possíveis anomalias antropogênicas de metais é verificada através da normalização dos dados (de campo e de *background*) frente a um elemento de caráter conservativo e de origem predominantemente litogênica, como Al, Fe ou Sc (Szefer et. al., 1996). Após a normalização dos dados (neste caso, utilizou-se o Fe), se a razão entre a concentração obtida em campo e o teor no *background* exceder duas (2) unidades (Equação II), sugere-se que a contribuição antrópica de metais no sedimento é representativa (Szefer et. al., 1996). Para a normalização dos valores de *background* (os mesmos utilizados para o IGEO), utilizou-se o valor basal de Fe (4,2%) obtido no testemunho estudado por Monteiro (1996).

$$FE = \frac{(M_i/Fe)_{amostra}}{(M_i/Fe)_{background}} \quad \text{Equação II}$$

onde:  $M_i$  = metal de interesse. *Background* = concentrações do metal no folhelho médio (Turekian e Wedepohl, 1961) ou do *background* regional.

## 3.5 TESTE ECOTOXICOLÓGICO AGUDO COM *EISENIA ANDREI*

A toxicidade dos sedimentos dragados foi estudada aplicando-se misturas com Latossolo, com o objetivo de simular a disposição em ambiente terrestre. As seguintes proporções de mistura Latossolo:dragados foram estudadas: 0, 6, 12, 18, 24 e 30% (sendo 0% Latossolo puro). Estas doses foram inicialmente aplicadas com base em experimentos prévios realizados com material dragado do Canal do Fundão (Cesar et al. 2012). Quando necessário, doses intermediárias foram aplicadas para melhor entender o gradiente de toxicidade.

### 3.5.1 Determinação da capacidade de retenção de água (CRA)

A capacidade de retenção de água (CRA) ou water holding capacity (WHC) foi determinada através do procedimento explicitado por Natal-da-Luz et al. (2009). O objetivo do teste foi estimar a capacidade de campo de um solo através de um teste simples e rápido para o ajuste da umidade do solos a serem testados com oligoquetas. Com o auxílio de uma fita cola, um papel filtro (número um) foi preso na base de um tubo de PVC, de diâmetro interno de 2 cm e altura de 9 cm, que foi

preenchido parcialmente por solo seco e destorreado (Figura 4). O papel filtro foi saturado e tal conjunto foi pesado. Em seguida, o tubo foi colocado em um recipiente, onde foi adicionado um certo volume de água. Após observar a saturação da amostra pelo fenômeno da capilaridade, um novo volume de água foi adicionado ao recipiente para aumentar a diferença de pressão entre os níveis de água e forçar o aparecimento de uma lâmina d'água no interior do tubo. Após deixar o conjunto em repouso por 3 horas para garantir a saturação completa, o tubo foi retirado do recipiente e colocado em um escurridor por uma hora para expulsar o excesso de água. O tubo com solo saturado foi pesado e colocado na estufa a 105-100°C por 24 horas. Após tal procedimento, o tubo foi novamente pesado. A partir das pesagens, pode-se determinar o volume de água para a saturação completa de um determinado solo.



Figura 4 – Visão panorâmica do ensaio de determinação da capacidade de retenção de água.

### 3.5.2 Bioensaio com oligoquetas edáficos (*Eisenia andrei*)

Os oligoquetas utilizados nos ensaios foram criados no Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX) do departamento de Geografia da UFRJ. Os organismos são criados em esterco de boi fresco, previamente submetido a congelamento, para eliminação de eventuais patógenos. Uma vez por semana, aveia cozida em água destilada é servida aos animais como alimento complementar. Em média, a cada três meses o húmus produzidos pelos oligoquetas é retirado e os organismos são colocados em um novo substrato com esterco bovino. Os animais são, ainda, mantidos sob iluminação constante e temperatura controlada ( $20 \pm 2$  °C).

O bioensaio, executado com base em ASTM (2004), foi conduzido com quatro (4)

réplicas de 500 gramas de mistura-teste (peso úmido) e de solo artificial (70% de areia, 20% de caulim e 10% de pó da fibra de casca de coco – Garcia, 2004) para controle, sendo a umidade ajustada para 40-60% da capacidade máxima, com adição de água destilada.

Foram utilizados 10 oligoquetas adultos, com peso variando entre 300 e 800 mg, por réplica. Antes de serem introduzidos no teste, os oligoquetas são coletados da cultura, lavados, separados por grupos (de 10 organismos) de peso semelhante e deixados sobre papel absorvente contendo água destilada, por 24 horas, para o purgamento do conteúdo intestinal (Figura 5). Após esta etapa, os organismos são novamente lavados e pesados antes de serem introduzidos no ensaio.

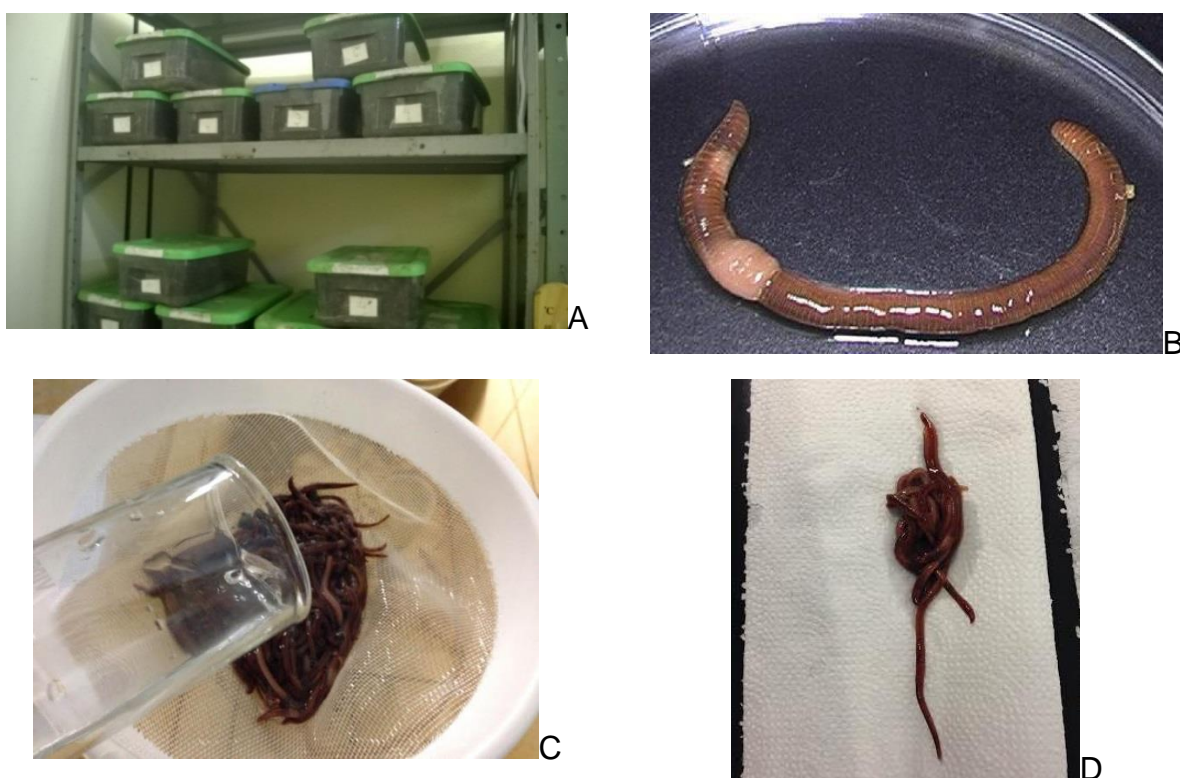


Figura 5 – Cultura de oligoquetas edáficos no LECOTOX (A); aspecto de indivíduo adulto de *Eisenia andrei* (B); lavagem dos oligoquetas (C); e secagem dos organismos (D).

Após 14 dias de exposição, sob iluminação constante e temperatura controlada ( $20 \pm 2$  °C), verificou-se o grau de mortalidade dos oligoquetas. Os oligoquetas sobreviventes são novamente purgados e pesados (Figura 6). A avaliação da variação da biomassa corporal é aferida com base no peso médio dos 10



organismos inseridos na réplica, antes e após a exposição. A estimativa da dose de sedimento dragado (expressa em % de sedimento adicionada ao solo) capaz de causar a mortandade de 50% dos indivíduos expostos foi obtida através da análise de PriProbit.

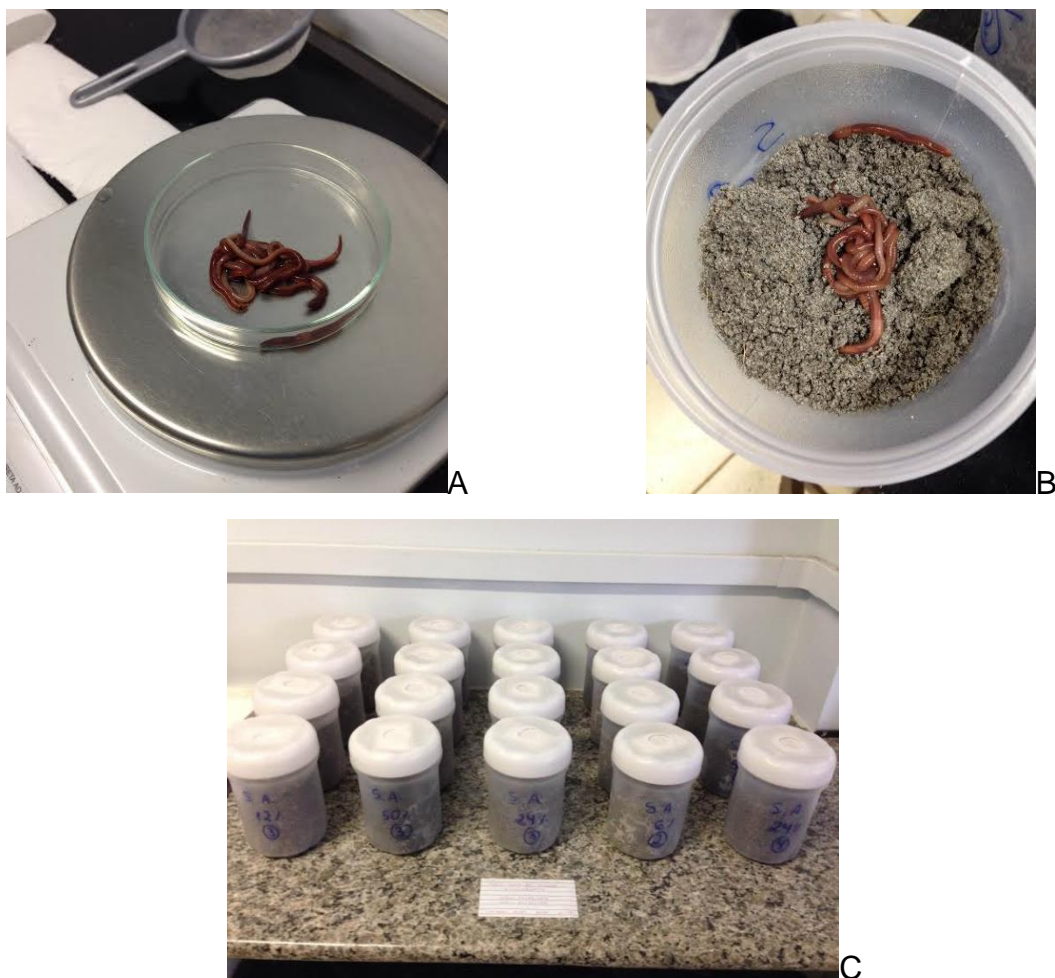


Figura 6 – Pesagem dos oligoquetas (A); inserção dos organismos no solo (B); e visão panorâmica do teste ecotoxicológico em bancada (C).

#### 4. Resultados e discussão

##### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SEDIMENTOS DRAGADOS

Os resultados referentes à determinação do pH, da granulometria, da condutividade elétrica, COT, Fe e Al total estão disponíveis na Tabela 2. Para ambos os portos estudados, os valores de pH no verão e no inverno ficaram próximos à faixa de neutralidade. Tais valores podem ser justificados pelo fato de que sedimentos estuários e/ou marinhos frequentemente contam com elevadas

concentrações de assembleias minerais carbonatadas, sobretudo no inverno, quando os valores se apresentam ligeiramente mais altos em comparação ao verão.

Valores mais ácidos de pH tendem a incrementar as concentrações desses elementos nas águas intersticiais do solo, tornando-os potencialmente mais biodisponíveis (Rodrigues-Filho & Maddock, 1997). Portanto, valores de pH na faixa de neutralidade não favorecem a mobilidade geoquímica de metais. Por outro lado, os valores de  $\Delta\text{pH}$  foram positivos, indicando a ocorrência de partículas minerais catiônicas (ou seja, positivamente carregadas) cuja afinidade química por metais (em geral, também com carga positiva em solução) é extremamente baixa ou inexistente (Alamino et al. 2007).

Para o Porto do Rio de Janeiro, a determinação granulométrica revelou que a fração lamosa (somatório de silte e argila) é predominante (>90%), sem diferença representativa entre verão e inverno. No verão, verifica-se ainda a ocorrência de percentuais maiores de argila em relação ao inverno. Por outro lado, esperava-se que o aumento da precipitação pluvial no verão fosse capaz de aumentar a energia das águas fluviais, bem como a sua competência no transporte de sedimentos mais grosseiros. Contudo, é importante destacar que os sedimentos dragados do Porto do Rio de Janeiro foram colhidos na foz de um rio retificado, e que drena uma área intensamente urbanizada (inclusive com contribuição de *runoff* urbano) antes de desaguar na Baía de Guanabara.

Em relação ao Porto de Niterói, constatou-se que o sedimento de inverno possui em sua composição apenas fração lamosa, enquanto que o sedimento de verão é caracterizado pela presença de areia em sua composição (20%). A presença da fração areia no sedimento de verão pode ser decorrente do aumento da precipitação pluvial durante essa estação, o que acarretaria no aumento da energia das águas fluviais capazes de carrear sedimentos mais grossos. Entretanto, o sedimento de inverno do Porto de Niterói é caracterizado por conter maior percentual da fração argila em relação ao sedimento de verão. Isso pode ser explicado pela baixa precipitação pluvial no inverno, gerando menor aporte de sedimentos grosseiros que desaguam na Baía.

A condutividade elétrica diz respeito à disponibilidade de elétrons no ambiente e pode ser uma forma indireta de expressar a concentração de sais em solução. Os valores medidos nos sedimentos do Porto do Rio de Janeiro, no verão e no inverno, são relativamente semelhantes às estações correspondentes no Porto de Niterói



(isto é, a variação sazonal da condutividade elétrica tende a ser semelhante em ambos os portos, com variação ligeiramente maior para o Porto de Niterói). Contudo, em ambos os portos, no inverno a condutividade elétrica tende a ser maior. Esta observação decorre do decréscimo da precipitação de água pluvial durante o inverno que, por sua vez, tende a saturar a água com sais, estimulando a precipitação dos mesmos para o sedimento de fundo. Vale ressaltar que metais pesados possuem elevada afinidade com sais marinhos (Rodrigues-Filho & Maddock, 1997) e o aumento da precipitação de sais para os sedimentos de fundo pode incrementar a concentração dos mesmos.

As concentrações de COT é um indicador do teor de matéria orgânica. O COT nos sedimentos de ambos os portos foram mais elevadas no inverno do que no verão, especialmente no Porto do Rio de Janeiro. Essa variação sazonal está relacionada não somente à saturação das águas no inverno devido a baixa precipitação pluvial, mas também ao aumento da energia das descargas fluviais no verão, com deposição de grãos mais grosseiros (de menor superfície específica de contato), especialmente no Porto de Niterói. Vale ressaltar que a matéria orgânica possui forte afinidade geoquímica com metais pesados (Windmöller et al., 2007) e desempenha papel importante na mobilidade e biodisponibilidade desses elementos.

No caso das concentrações de Fe e Al, a variação sazonal dos teores parece não ser muito representativa. Tal fato pode estar atrelado à ocorrência de um ciclo geoquímico comum a ambos os elementos (fonte majoritariamente continental submetida a intenso intemperismo químico), o que confere a esses elementos um caráter conservativo no ambiente. Embora as análises realizadas tenham sido totais, vale ressaltar que os oxi-hidróxidos de Fe e Al são minerais de elevada superfície específica de contato e, portanto, possuem afinidade com metais pesados (Hylander et al. 2000).

Tabela 2 - Determinação do pH, da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), carbono orgânico total (COT, em %), ferro (Fe, em %) e alumínio (Al, em %) em sedimentos dragados dos Portos do Rio de Janeiro e Niterói (RJ), incluindo a razão entre o inverno (I) e no verão (V).

Parâmetro		Porto do Rio de Janeiro			Porto de Niterói		
		Inverno	Verão	Razão (I/V)	Inverno	Verão	Razão (I/V)
pH	pH (água)	6,50	5,73	1.1	7.49	6.65	1.1
	pH (KCl)	6,59	6,29	1.0	7,61	6,89	1.1
	$\Delta\text{pH}$	0,09	0,56	-	0,12	0,24	-
Textura (%)	Areia	8,1	8,3	-	0,0	20,0	-
	Silte	84,9	72,7	-	80,5	69,6	-
	Argila	6,9	19,0	-	19,5	10,4	-
Cond. Elétrica	-	91600	38070	2,4	95200	33630	2,8
COT (%)	-	7,1	1,8	3,9	2,9	1,5	1,9
Fe (%)	-	2,5	1,8	1,4	2,8	1,8	1,6
Al (%)	-	4,8	5,2	0,9	6,3	5,2	1,2

#### 4.2 DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS

Os resultados relativos à determinação de metais pesados nos sedimentos dragados se encontram na Tabela 3. As concentrações de Cd e As ficaram abaixo do limite de detecção do método analítico para todos os sedimentos analisados. Comparativamente ao Porto de Niterói, o Porto do Rio de Janeiro apresenta maior ocorrência de concentração de metais que excedem o valor de prevenção de CONAMA 420/2009, baseado no risco ecológico de metais à biota do solo. Vale ressaltar que estes valores foram compilados da legislação holandesa para qualidade de solos, tornando extremamente necessários os estudos que visem estabelecer padrões de qualidade que reflitam as especificidades de solos tropicais brasileiros.

Com exceção do As, Cd e Hg, todas as concentrações medidas no sedimento de inverno do Porto do Rio de Janeiro estão acima dos padrões estabelecidos por CONAMA 420/2009, enquanto os teores determinados para o verão não excedem o referido limite. No Porto de Niterói, somente o Cu e Pb, no inverno, ultrapassam o limite proposto por CONAMA 420/2009, enquanto somente o Cu excede o referido limite no verão. Em ambos os portos, as concentrações de metais pesados foram maiores no inverno do que verão. Esta sazonalidade parecer ser mais bem marcada no Porto do Rio de Janeiro, em que as concentrações de inverno chegam ser quase

quatro vezes maiores do que no verão. Estas concentrações mais elevadas no inverno estão associadas: (i) à diminuição da precipitação pluvial durante o inverno que, por sua vez, induz a saturação das águas com sais e metais, estimulando a precipitação dos mesmos para os sedimentos de fundo, e (ii) ao aumento da energia das descargas fluviais no verão, com deposição de grãos mais grosseiros (de menor superfície específica de contato e, portanto, com menor potencial de adsorção de metais, matéria orgânica e sais), no caso do Porto de Niterói.

Em geral, as concentrações de metais pesados medidas no sedimento de inverno do Porto do Rio de Janeiro foram até três vezes maiores do que aquelas determinadas para a mesma estação do ano no Porto de Niterói. No verão, as concentrações foram semelhantes em ambos os portos, a exceção do Cu e do Pb, cujos teores são maiores no Porto de Niterói.

O Zn e Cu são micronutrientes essenciais e desempenham papel importante no metabolismo de diversos organismos. Uma vez essenciais, é válido supor que estes elementos tenham rotas de absorção facilitadas e que seu excesso no organismo seja excretado pelas fezes e urina (Cesar et al. 2012; Lukkari et al. 2005). Sendo assim, no caso do Zn e Cu, fontes potenciais de contaminação podem estar atreladas ao despejo sem pré-tratamento adequado de esgoto doméstico, embora a ocorrência simultânea de outras fontes não possa ser descartada. No caso do Pb, além das fontes industriais, vale ressaltar que a degradação de antigas redes de esgoto doméstico (em geral, em mau estado de conservação) podem também funcionar como fontes de poluição (Föstner & Wittmann (1981)). No que diz respeito ao Cr, ao menos em parte, a fonte de poluição pode estar associada aos resíduos de indústrias de tintas ou até mesmo à degradação da tinta dos cascos de navios (Licco, 2008). Por fim, vale lembrar que os sedimentos dragados do presente trabalho foram coletados na foz de rios que desaguam nesses portos, e que drenam áreas densamente povoadas e industrializadas, sem pré-tratamento adequado do esgoto doméstico.

Tabela 3 - Determinação das concentrações totais (mg/kg) de arsênio e metais pesados em sedimentos dragados dos Portos do Rio de Janeiro (PR) e Niterói (PN) (RJ), incluindo a razão das concentrações no inverno (I) e no verão (V), as razões entre as áreas estudadas (PR/PN) e a comparação com a legislação Brasileira (CONAMA 420/2009) para disposição de materiais dragados em solo. \* = acima do valor de prevenção estipulado por CONAMA 420/2009.

Metal	Porto do Rio de Janeiro			Porto de Niterói			CONAMA 420	Razão PR/PN	
	I	V	Razão I/V	I	V	Razão I/V		I	V
As	<0,4	<0,4	-	<0,4	<0,4	-	15	-	-
Cd	<0,10	<0,10	-	<0,10	<0,10	-	1,3	-	-
Zn	453*	203	2,2	297	192	1,5	300	1,5	1,1
Cu	114,0*	32,0	3,6	129,0*	100,0*	1,3	60	0,9	0,3
Pb	86,7*	42,9	2,0	87,0*	59,4	1,5	72	1,0	0,7
Ni	48,0*	15,4	3,1	14,8	10,6	1,4	30	3,2	1,5
Cr	104,0*	26,4	3,9	42,0	26,4	1,6	74	2,5	1,0
Hg	0,052	0,032	1,6	0,064	0,021	3,0	0,5	0,8	1,5

#### 4.2.1 Índice de Geoacumulação (IGEO) e Fator de Enriquecimento (FE)

A Tabela 4 apresenta as classes de IGEO e os valores de FE obtidos para os sedimentos dragados dos portos do Rio de Janeiro e de Niterói. As classes de IGEO e de FE foram, de forma geral, semelhantes entre os dois portos estudados, com exceção do Cu no sedimento de verão, do Ni no sedimento de inverno e do Hg no sedimento de inverno no Porto de Niterói. No inverno, os IGEOs e os FEs tendem a serem maiores em comparação ao verão, em ambos os portos, em concordância com as concentrações de metais pesados medidas nessas localidades. No que se refere às classes de IGEO, o Cu apresentou os piores resultados (valor máximo na classe 6 – extremamente poluído), seguido do Ni (valor máximo na classe 4 – fortemente poluído), do Pb e Zn (ambos com valor máximo na classe 3 – moderadamente a fortemente poluído).

Os FEs apresentaram valores maiores para o Cu, seguido do Zn, Pb e Ni. O elemento Cu chegou a apresentar valor de FE quarenta vezes maior (86.4 no sedimento de verão porto de Niterói) do que o valor indicador de contribuição

antrópica significativa ( $FE > 2$ ). De forma geral, os FEs tendem a serem maiores nos sedimentos de inverno do que no verão em ambos os portos, em exceção do Zn, Cu e Pb no Porto de Niterói (valor de FE no sedimento de verão maior do que o de inverno). O Porto do Rio de Janeiro apresentou valores de FEs maiores para o sedimento de inverno em relação ao porto de Niterói, enquanto que o porto de Niterói, os valores de FEs foram maiores no sedimento de verão.

Tabela 4 - Classes de índices de geoacumulação (IGEO), fatores de enriquecimento de metais (FE) e concentração letal a 50% de indivíduos de *Eisenia andrei* (CL50) expostos a uma mistura de latossolo com sedimentos dragados de verão ou inverno dos Portos do Rio de Janeiro e Niterói (RJ). Os valores tóxicos (CL50) são expressos em percentagem de sedimento adicionado ao solo.

Metal	Porto do Rio de Janeiro				Porto de Niterói			
	Inverno		Verão		Inverno		Verão	
	IGEO	FE	IGEO	FE	IGEO	FE	IGEO	FE
As	a	a	a	a	a	a	a	a
Cd	a	a	a	a	a	a	a	a
Zn	3	10,8 <sup>c</sup>	2	6,7 <sup>c</sup>	3	6,3 <sup>c</sup>	2	6,4 <sup>c</sup>
Cu	6	70,9 <sup>c</sup>	4	27,7 <sup>c</sup>	6	71,7 <sup>c</sup>	6	86,4 <sup>c</sup>
Pb	3	9,8 <sup>c</sup>	2	6,7 <sup>c</sup>	3	8,8 <sup>c</sup>	2	9,3 <sup>c</sup>
Ni	3	9,7 <sup>c</sup>	1	0,1	4	2,7 <sup>c</sup>	1	0,1
Cr	0	1,9	0	0,7	0	0,7	0	0,7
Hg	0	2,2 <sup>c</sup>	0	1,9	1	2,4 <sup>c</sup>	0	1,2
CL50%	7,71 (7,59-7,83)		19,58 <sup>b</sup>		6,30 (6,03-6,58)		17,5 (17,3-17,7)	

a - as concentrações são mais baixas do que o limite de detecção. b - Dados não permite a estimativa de um intervalo de confiança de 95%. c - Valores que representam altas contribuições de fontes antrópicas ( $FE > 2$ ; Szafer, 1996).

#### 4.3 TESTE ECOTOXICOLÓGICO AGUDO COM *EISENIA ANDREI*

Os resultados referentes aos bioensaios com os sedimentos dragados do Porto do Rio de Janeiro e do Porto de Niterói estão apresentados na Figura 7 e 8, respectivamente. As doses de sedimento dragado capaz de causar a morte de 50%

dos organismos expostos (CL50) estão descritas na Tabela 4. Os níveis de sobrevivência encontrados para a estação de verão no Porto do Rio de Janeiro (CL50 = 19,58%) foram quase três vezes maiores do que aqueles observados para o inverno (CL50 = 7,71%), indicando alta toxicidade no inverno. Esta constatação está em concordância com as maiores concentrações de metais e de condutividade elétrica (um indicador da salinidade) no inverno em relação ao verão, via de regra de duas a quatro vezes maiores no inverno. Cesar et al. (2012), ao avaliarem a toxicidade aguda (utilizando *Eisenia andrei*) para mesma amostra de Latossolo em misturas com sedimento dragado do Canal do Fundão (Baía de Guanabara), estimaram uma CL50 de 9,2%, isto é, menos tóxica do que aquela obtida para o inverno do Porto do Rio de Janeiro. Vale lembrar que o Canal do Fundão é um sistema aquático extremamente impactado da Baía de Guanabara, onde a circulação das águas é nitidamente mais restrita e favorece a concentração espacial de metais.

No Porto do Rio de Janeiro, os organismos expostos a baixas dosagens (6 e 12%) apresentaram níveis maiores de biomassa corporal em comparação ao latossolo puro (0%), apontando que talvez: (i) os animais reconheceram a matéria orgânica como fonte potencial de alimento; e/ou (ii) a presença de fármacos e hormônios, habitualmente encontrados no esgoto doméstico, podem causar distúrbios no sistema endócrino dos organismos-teste, favorecendo o incremento de sua biomassa. Em trabalhos futuros, recomenda-se a determinação de contaminantes orgânicos, incluindo os de origem farmacêutica. Para o sedimento de inverno, não foi observada variação significativa da biomassa dos animais expostos.

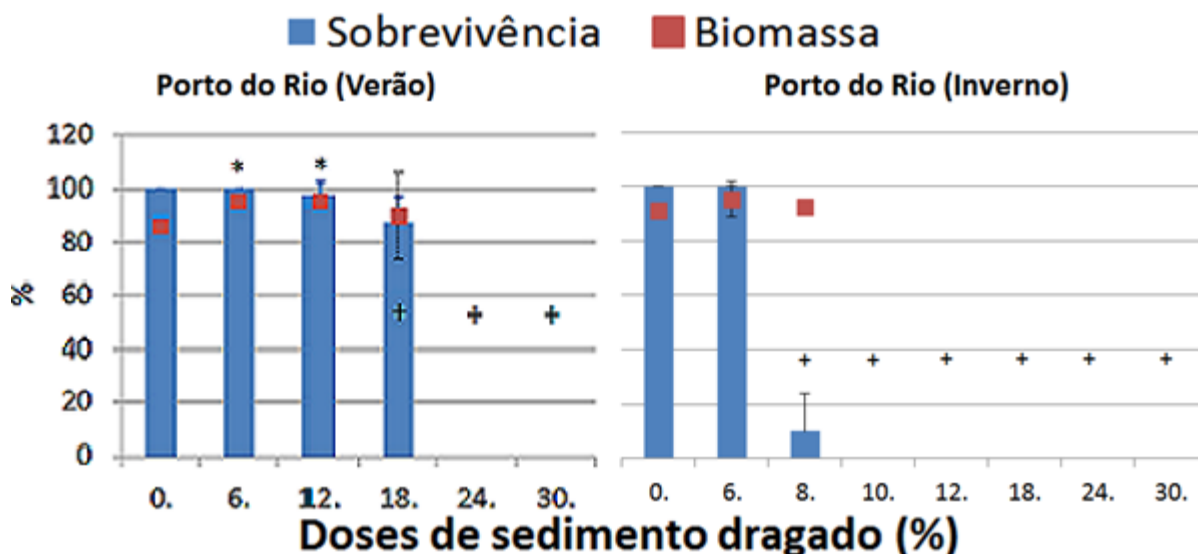


Figura 7 - Sobrevivência e variações da biomassa de oligoquetas edáficos (*Eisenia andrei*) quando expostos a misturas de diferentes proporções de sedimento dragado do Porto do Rio de Janeiro (RJ) e Latossolo. \* = biomassa significativamente diferente do branco (0%). + = sobrevivência significativamente diferente do branco (%) ( $p < 0,05$ ).

De forma similar ao Porto do Rio de Janeiro, os resultados referentes ao Porto de Niterói mostraram níveis de sobrevivência quase três vezes maiores para o verão (CL50 = 17,5%) do que no inverno (CL50 = 6,30%), indicando novamente a ocorrência de sazonalidade na toxicidade, isto é, neste caso maior no inverno (em concordância com as altas concentrações de metais e com os valores de condutividade elétrica obtidos para esta estação). Os organismos sobreviventes expostos à dosagem de 6% reduziram sua biomassa corporal no inverno, indicando que os mesmos estavam submetidos a uma situação de estresse.

Os valores de CL50 encontrados para o Porto de Niterói foram ligeiramente menores em comparação ao Porto do Rio de Janeiro, em ambas as estações do ano, sugerindo que os sedimentos do Porto de Niterói são levemente mais tóxicos do que os do Porto do Rio de Janeiro. Porém, as concentrações de metais no Porto do Rio de Janeiro foram maiores do que no Porto de Niterói e, portanto, não explicam esta diferença de toxicidade entre as áreas estudadas, sobretudo no inverno, em que os teores de metais pesados chegam a atingir valores até três vezes maiores do que o verão no Porto do Rio de Janeiro.

Neste sentido, vale notar que a condutividade elétrica no sedimento de inverno do Porto de Niterói foi um pouco maior do que o valor encontrado para o Porto de Niterói na mesma estação do ano (Tabela 2). Dessa forma, uma provável explicação pode estar atrelada a esta pequena diferença de condutividade elétrica entre as áreas numa mesma estação do ano. Contudo, esta hipótese precisa ser confirmada através de experimentos que avaliem o papel isolado da condutividade elétrica e da salinidade na toxicidade de sedimentos dragados para organismos terrestres. Além disso, é preciso ressaltar que outros contaminantes provavelmente presentes nestes materiais (tais como, p.ex., hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, patógenos fecais e agroquímicos) não foram avaliados neste trabalho e exercem papel crucial na toxicidade. Em trabalhos futuros, sugere-se a quantificação destes contaminantes visando uma avaliação mais sólida e abrangente do risco ecológico associado à disposição de materiais dragados em solos.

A identificação do agente estressor de maior relevância na toxicidade, em um contexto de misturas de contaminantes, é algo extremamente complexo e um desafio na ecotoxicologia. De qualquer forma, os testes ecotoxicológicos são capazes de fornecer um prognóstico da atuação simultânea (efeitos sinérgicos, antagônicos e aditivos) dos efeitos tóxicos decorrentes da exposição a múltiplos contaminantes, incluindo aqueles não contemplados nas análises químicas. Tendo em vista que recursos financeiros para gestão e recuperação de áreas contaminadas são frequentemente limitados, nem sempre é possível analisar todos os contaminantes potencialmente presentes na amostra. Sendo assim, os testes ecotoxicológicos são uma ferramenta robusta na avaliação de impactos ambientais em áreas contaminadas e, portanto, oferecem suporte efetivo à tomada de decisão e hierarquização de áreas a serem priorizadas em programas de saúde pública e de controle ambiental, incluindo a preservação da biodiversidade do solo.



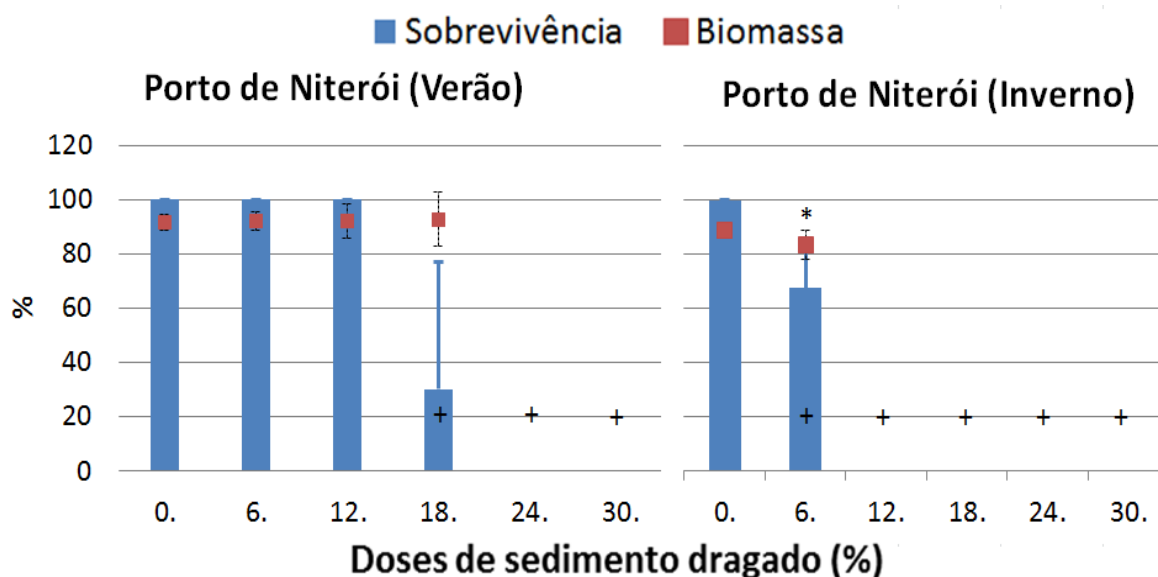


Figura 8 - Sobrevivência e variações da biomassa de oligoquetas edáficas (*Eisenia andrei*) quando expostos a misturas de diferentes proporções de sedimento dragado do Porto de Niterói (RJ) e Latossolo. \* = biomassa significativamente diferente do branco (0%). + = sobrevivência significativamente diferente do branco (%) ( $p < 0,05$ ).

## 5. Conclusão

Os sedimentos estudados oferecem risco à saúde dos oligoquetas edáficos em cenário de disposição terrestre. Os sedimentos do Porto de Niterói foram ligeiramente mais tóxicos do que os materiais dragados do Porto do Rio de Janeiro, para uma mesma estação do ano. Por outro lado, as concentrações de metais no Porto do Rio de Janeiro são até três vezes maiores do que no Porto de Niterói no inverno e, portanto, não explicam a diferença de toxicidade observada. Em trabalhos futuros, recomenda-se a avaliação do papel da salinidade e de outros contaminantes não avaliados neste trabalho para melhor compreensão da toxicidade.

Os sedimentos dragados de inverno foram mais tóxicos do que os de verão, em ambos os portos, em concordância com o aumento das concentrações de metais no inverno. Os organismos expostos a baixas dosagens de sedimento de verão do Porto do Rio de Janeiro incrementaram sua biomassa corporal, sugerindo que talvez os mesmos possam ter reconhecido a matéria orgânica oriunda do esgoto como fonte de comida. No entanto, disruptores endócrinos (como fármacos e hormônios) também ocorrem nestes materiais, e sua contribuição no incremento da biomassa corporal deve ser melhor estudada.

## Referências bibliográficas

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas nbr – 7181. Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.

Alamino, R. C. J.; Polivanov, H.; Campos, T. M. P. C.; Silva, V. H. G.; Santos, L. V.; Mendes, J. C. 2007. Biodisponibilidade de cádmio em Latossolo acrescido de lodo de esgoto. **Anuário do Instituto de Geociências da UFRJ**, Rio de Janeiro, V. 30, N. 2, P. 45-54.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 2004. Standard guide for conducting laboratory soil toxicity or bioaccumulation tests with the lumbricid earthworm *Eisenia fétida* and the *Enchytraeid* Potworm and *Enchytraeus Albidus*.

Castilhos, Z. C.; Bidone E. D.; Lacerda, L. D. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós river region, Pará state, Amazon. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, New York, V. 61, P. 202-209 1998.

Cesar, R. G., Rocha, B. C. R. C., Rodrigues, A. P., Monte, C., Machado, W., Castilhos, Z. C., Dealtry, S., Campos, T. M. P. 2015. Disposição terrestre de sedimentos dragados de sistemas estuarinos do estado do RJ: uma abordagem ecotoxicológica com base em bioensaios com minhocas. XV Congresso brasileiro de geoquímica, Brasília (DF).

Cesar, R., Silva, M., Colonese, J., Bidone, E., Egler, S., Castilhos, Z., Polivanov, H., 2012. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. **Environmental earth sciences**, 66, 2281-2292.

Chasin, A. A. M.; Azevedo, F. A. Intoxicação e avaliação da toxicidade. in: Chasin, A. A. M.; Azevedo, F. a. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Paulo: rima, 2004. p. 127-138.

Chelinho, S.; Domene, X.; Camana, P.; Natal-Da-Luz, T.; Scheffczyk, A.; Römbke, J.; Andrés, P.; Souza, J. P. Improving ecological risk assessment in the mediterranean area: selection of reference soils and evaluating the influence of soil properties on avoidance and reproduction of two oligochaete species. **Environmental toxicology and chemistry**, New York, v. 30, n. 5, p. 1050-1058, 2011.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 420. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 454. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. 1997. Rio de Janeiro: Centro nacional de pesquisa de solos. 2ª ed. 212p.

Garcia, M. Effects of pesticides on soil fauna: development of ecotoxicology test methods for tropical regions. Gottingen: Cuvillier verlag, 2004. 282 p. (ecology and development series; v. 19).

Gimeno-Garcia, E.; Andreu, V.; Boluda, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. **Environmental pollution**, Inglaterra, v. 92, p. 19-25, 1996.

Hylander L, D.; Meili, M.; Oliveira, L. J.; Silva, E. D.; Guimarães, J. R.; Araujo, D. M.; Neves, R. P.; Stachiw, R.; Barros, A. J. P.; Silva, G. D. Relationship of mercury with aluminium, iron and manganese oxi-hydroxides in sediments from the alto Pantanal, Brazil. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 260, p. 97-107, 2000.

ISO (2012) soil quality -- Effects of pollutants on earthworms-- part 1: determination of acute toxicity to *eisenia fetida/eisenia andrei*. Geneva, ISO 11268-1

ISO (2012) soil quality -- Effects of pollutants on earthworms-- part 2: determination of effects on reproduction of *eisenia fetida/eisenia andrei*. Geneva, ISO 11268-2

Lanno, R.; Wells, J.; Conder, J.; Bradham, K.; Basta, N. The bioavailability of chemicals in soils for earthworms. **Ecotoxicology and environmental safety**, New York v. 57, p. 39-47, 2003.

Licco, E. 2008. Avaliação de risco como ferramenta complementar ao licenciamento de fontes de poluição envolvendo poluentes tóxicos do ar. **Revista de gestão integrada em saúde do trabalho e meio ambiente**, 3(1).

Lukkari, T.; Astsinki, M.; Väisänen, A.; Haimi, J. Toxicity of copper and zinc assessed with three different earthworms tests. **Applied soil ecology**, Amsterdam, v. 30, p. 133-146, 2005.

Matschullat, J.; Birmann, K.; Borba, R. P.; Ciminelli, V. S. T.; Deschamps, E. M.; Figueiredo, B. R.; Gabrio, T.; Haßler, S.; Hilscher, A.; Junghänel, I.; De Oliveira, N.; Schmidt, H.; Schwenk, M.; De Oliveira Vilhena, M. J.; Weidner, U. Long-term environmental impact of as-dispersion in Minas Gerais, Brazil. in: Bhattacharya, P.; Mukherjee, A. B.; Bundschuh, J.; Zevenhoven, R.; Loeppert, R. H. (eds.). **Arsenic in soil and groundwater environments: biogeochemical interactions**. Trace metals and other contaminants in the environment 9. [s.i.]: elsevier, 2007.

Müller, G. Schwermetalle in den sediments des rheins. **Veränderungen seit**. Umschau, Alemanha, v. 78, p. 778-783, 1979.

Natal-Da-Luz, T.; Tidona, S.; Jesus, B.; Morais, P. V.; Sousa, J. P. The use of sewage sludge as soil amendment: The need for an ecotoxicological evaluation. **Journal of soils and sediments**, v. 9, p. 246–260, 2009.

Reimann, C.; Garret, R. G. Geochemical background – concept and reality. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 350, p. 12-27, 2005.

Neuhauser, E. F.; Cukic, Z. V.; Malecki, M. R.; Loehr, R. C.; Durkin, P. R. Bioconcentration and biokinetics of heavy metals in the earthworm. **Environmental pollution**, Inglaterra, v. 89, p. 293-301, 1995.

Rodrigues-Filho, S.; Maddock, J. E. L. Mercury pollution in two gold mining areas of the Brazilian Amazon. **Journal of geochemical exploration**, Amsterdam, v. 58, p. 231-240, 1997.

Szafer, P., Szafer, K., Glasby, G. P., Pempkowiak, J., Kaliszan, R. 1996. Heavy-metal pollution in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. **Journal of environmental science and health. Part a: Environmental science and engineering and toxicology**, 31(10), 2723-2754.

Turekian, K. K., Wedepohl, K. H. 1961. Distribution of elements in some major units of the earth's crust. **Geological society of America bulletin**, 72(2), 175–192.

Windmöller, C.C., Santos, R., Athayde, M., Palmieri, H. 2007. Distribuição e especiação de mercúrio em sedimentos de áreas de garimpo de ouro no Quadrilátero Ferrífero. **Química nova**, 30(5), 1088-1094.

Zaso, J. A.; Paull, J. S.; Jaffe, P. R. Influence of plants on the reduction of hexavalent chromium in wetland sediments. **Environmental pollution**, Inglaterra, v. 156, p. 29-35, 2008.